干旱区地理
ARID LAND GEOGRAPHY

中国北方农牧交错区生态脆弱性时空演变格局与驱动因素
——以盐池县为例

黄 越[1]， 程 静[2]， 王 鹏[2]

（1. 宁夏大学科技处，宁夏 银川 750021；2. 宁夏大学资源环境学院，宁夏 银川 750021）

摘 要：生态脆弱性是当前全球环境变化与区域可持续发展研究的重点，也是生态文明建设和绿色发展研究的热点。以中国北方农牧交错区盐池县为例，基于2000—2017年3期遥感数据，运用景观格局指数法、空间自相关以及地理探测器等模型对研究区生态脆弱性时空演变格局及其驱动因素进行综合评价。结果显示：(1) 研究区草地分布广泛，且面积逐年增加，耕地和未利用地面积分别减少44673.7 hm^2 和73033.1 hm^2，林地、水域和建设用地面积增加迅速，年均变化率分别为2.86%、2.15%和4.80%；(2) 景观斑块数量减少，破碎度趋于缓和，不同类型景观彼此之间具有良好的连接性，景观格局趋向规则、连续的整体演变；研究区景观生态脆弱性逐年下降，高脆弱分布区主要分布在北部的高沙窝镇、花马池镇以及西部的惠安堡镇，低脆弱区主要分布在东南部的麻黄山镇、大水坑镇以及青山乡等地区，且低脆弱区范围由东南向西北延伸；空间自相关Moran's I 大于0.52，表明存在正相关，空间具有显著的集聚性和异质性，且呈现出"东南低，西北高"的分布格局；地理探测器结果显示景观斑块数、破碎度、优势度以及香浓多样性指数是影响研究区生态脆弱性空间异质性的主要因素。

关 键 词：生态脆弱性；时空演变；空间自相关；地理探测器；中国北方农牧交错区

文章编号：

生态脆弱性是指生态系统受到外界环境变化或干扰所表现出的敏感程度以及自我恢复的能力，是自然环境变化和人类社会经济活动相互作用的结果[1]。生态脆弱性评价是在全球生态环境状况与演变研究基础上的进一步深化，是对生态系统的脆弱性程度做出定量或者半定量的分析、描绘和鉴定，也是识别生态脆弱性现状表征、驱动机制、演变过程、发展趋势的主要途径和方法[2-3]。随着全球环境变化影响的加剧，人地关系研究的不断深入，生态脆弱性评估、生态环境的恢复与重建以及可持续发展管理等研究成为全球的研究热点[4-5]。目前国外生态脆弱性研究正在由专题研究向综合研究、从单一方法向集成方法、从数理模型分析向"3S"空间分析转变，特别是计算机辅助分析以及多层次模型与统计学工具的应用将发挥更大作用[3-4]。而国内生态脆弱性研究起步较晚，但学者们基于不同视角对生态脆弱性进行了大量研究，主要是利用熵权法和AHP法[6]、模型法[7]以及暴露-反应法[8]等方法对省域、市域、县域、城市群、城乡交错结合部以及自然环境恶劣和人为干扰严重地区生态脆弱性特征、类型、形成机理以及空间分布格局和影响因素进行分析研究[9-14]，相关研究的理论与方法为生态脆弱性评价研究提供了科学依据与技术支撑。

景观格局是形状大小不同的斑块在空间范围内的自由组合和排列的过程，也是景观要素空间异质性及其生态过程相互作用的结果[15]。开展景观格局变化及其演变规律研究可以揭示地区生态系统结构特征与变化规律，其被广泛地应用于区域生

收稿日期：2020-06-12； **修订日期：**2020-12-31

基金项目：国家自然科学基金(41761116)资助

作者简介：黄越(1988-)，男，助教，主要从事人文地理与生态经济研究. E-mail: 284921758@qq.com

通讯作者：程静(1995-)，女，硕士，主要从事生态经济与生态评估研究. E-mail: 958830559@qq.com

态综合评价[16-17]。该方法主要是通过剖析景观格局信息与生态系统环境之间的关联性，建立具有生态学内涵的指标体系，从而为区域生态脆弱性提供了新思路和新视角[18]，已成为目前景观生态安全[19]、景观生态脆弱性[20]以及景观生态风险评价[21]的主要研究方法之一。如Sati[22]通过研究人类活动与景观脆弱度及其恢复力的相互作用关系，认为人类活动是导致景观脆弱性的主要原因；Thomas[23]对景观格局变化及其敏感性进行分析和研究，结果发现景观稳定性达到阈值后仍会发生改变；田鹏等[8]结合GIS与地统计分析方法对海湾景观生态脆弱性进行了分析研究，发现海湾景观变化对人类活动响应具有显著相关性；孙鸿超等[24]利用RS与GIS技术对松花江流域景观脆弱性进行了分析研究，认为景观脆弱性不仅与人类活动密切相关，同时也与地形特征有一定相关性；邹君等[25]从"内损性—暴露性"2个维度建立评价体系，对传统村落景观脆弱性进行了评价，发现民俗文化、旅游开发和城镇化对村落景观脆弱性的影响最深。

中国北方农牧交错区是传统农业区与畜牧业区耦合作用区，其对外界环境的变化和干扰极端敏感，也是外界干扰影响最深刻、最凸显的区域，该地区生态系统具有突出的脆弱性与敏感性特征[26]。强烈的环境变化、高强度的人类活动导致北方农牧交错区生态环境内部结构与功能上出现"衰退"问题，成为中国最典型的集自然灾害频发、贫困集聚的生态脆弱区[27]；受不同发展阶段的影响，其生态系统脆弱性在空间上呈现出较强的空间异质性特征[28]。因此，对北方农牧交错带生态脆弱性时空演化特征及其驱动因素进行综合分析，剖析其脆弱性差异化成因及驱动因素，有助于制定针对性对策，促进农牧交错区生态系统持续健康发展。但通过梳理现有文献总结发现：现有研究尺度多以宏观和微观评价单位为主，针对格网尺度研究很少[1]，且缺乏生态脆弱性空间异质性特征及其空间关联性规律的分析。基于此，本文以北方农牧交错区宁夏盐池县为例，运用景观格局指数构建生态脆弱性评价模型，结合空间自相关、地理探测器等模型对研究区景观生态脆弱性时空演化格局、空间异质性特征以及驱动因素进行综合分析，以期为研究区及类似地区生态安全、生态环境保护及其生态系统可持续发展提供科学参考。

1 研究区概况

盐池县位于宁夏回族自治区东部地区（图1），地理位置介于106°30′~107°47′E，37°07′~38°10′N之间，北接毛乌素沙地，南靠黄土高原，处于甘肃、陕西、宁夏、内蒙古4省区的交界地带，是我国典型的生态脆弱区，同时也是黄河中游重要的生态保护屏障和国家重点生态功能区。该区域气候干旱少雨、风沙多，属于典型的温带大陆性季风气候，年均气温为8.5 ℃，降水量由东南向西北递减，年均降水量在250~350 mm之间，平均海拔1600 m，区域土地沙化、草地过牧、植被退化等生态环境问题突出。盐池县畜牧业发达，草地资源是当地农牧民赖以生存和生产发展重要物质基础，其农业生产呈现出北部片状农业生产区、中部草畜产业、南部特色农业生产区为主的空间格局。截止2017年，全县总面积8377.29 km^2，辖4乡4镇，总人口约15.74×10^4人，其中乡村人口约7.87×10^4人，全县实现地区生产总值约85.53×10^8元，三次产业比依次为7.4%、60.4%和32.2%。

2 研究方法

2.1 数据来源与处理

本文以盐池县2000、2008年以及2017年3期空间分辨率为30 m的Landsat TM遥感影像为基础数据源，结合盐池县行政区划矢量图进行研究区范围裁剪，通过借助ENVI 5.0软件对TM影像进行几何校正、去云以及配准等预处理工作。在参照全国土地利用分类标准的基础上，结合研究区的土地利用现状特点，对遥感影像进行解译，并将研究区景观类型分为耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地6大类，得到研究区2000、2008年和2017年3期土地利用分类图，经过GPS野外调查控制点进行精度验证，结果显示选取样本分离度均高于1.87，5期影像解译Kappa指数均大于0.85，达到解译精度需求。

2.2 评价单元划分

评价单元是进行区域生态环境脆弱性评价的最小单元，能客观的反映出区域生态环境的空间分异特征。本文在参考相关研究基础上，综合考虑研究区范围和实际工作量的前提下，依据研究区景观

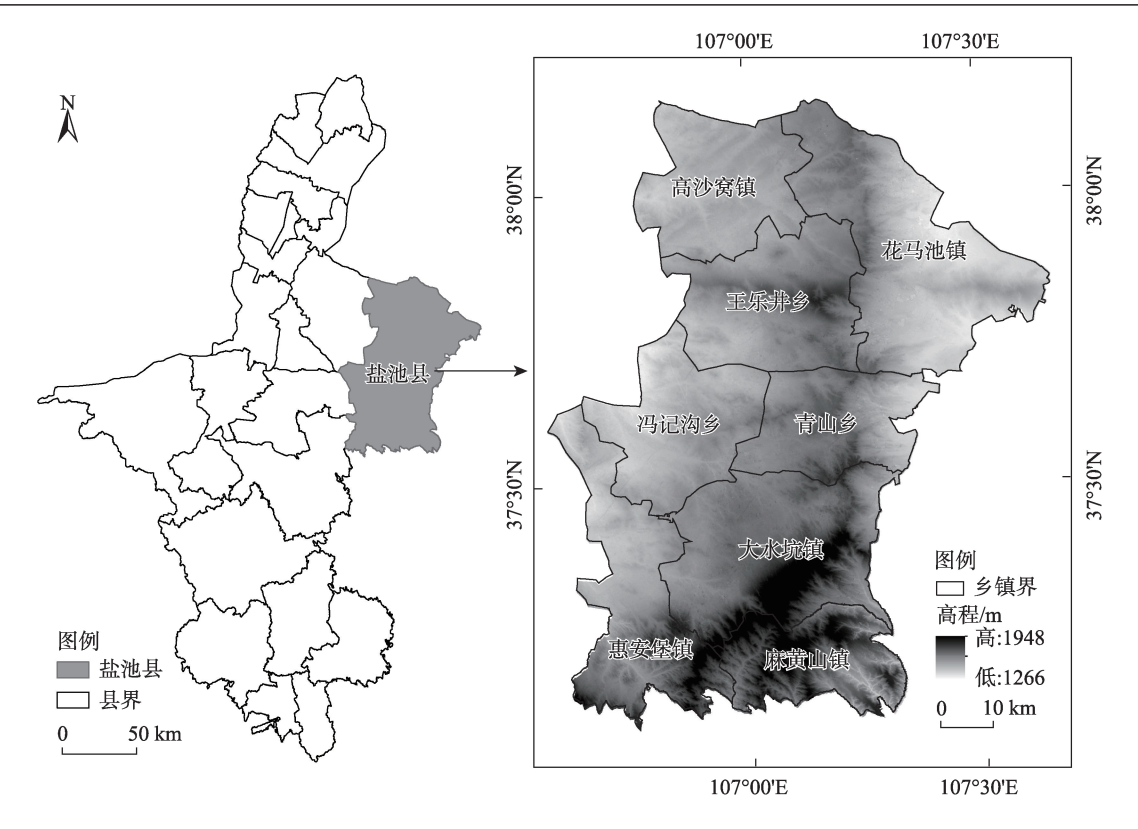


图1　研究区地理位置

Fig. 1　Geographical location of study area

斑块平均面积2~5倍的原则[21]，采用格网技术将研究区划分为3 km×3 km的独立网格(图2)。通过计算每个网格的脆弱性，并将其赋值给网格中心点，通过采用地统计空间插值法实现对研究区生态脆弱性空间变化规律的可视化表达[21]。

2.3　景观脆弱度指数构建

景观格局脆弱度的大小取决于区域生态系统遭受外部环境变化干扰的强弱程度、生态系统内部稳定程度以及抵抗外界环境变化能力的大小，该指数可以通过景观敏感度和适应度进行表征[8]。因此，本文在参考相关研究[8,12]基础上选择景观敏感度指数、景观适应度指数构建景观脆弱度评价模型。

2.3.1　景观敏感度指数　景观敏感度(LSI)是指不同景观类型在时间和空间上对于外界自然环境变化和人类活动干扰时的反应程度，其值大小取决于外界干扰程度的强弱及景观格局演变方向[29]，其计算公式为：

$$LSI = \sum_{i=1}^{n} U_i \times V_i \qquad (1)$$

式中：n代表景观类型数量；i代表景观类型；U_i代表景观干扰度指数；V_i代表景观易损度指数。

景观干扰度(U_i)是景观在受到外界干扰时，景

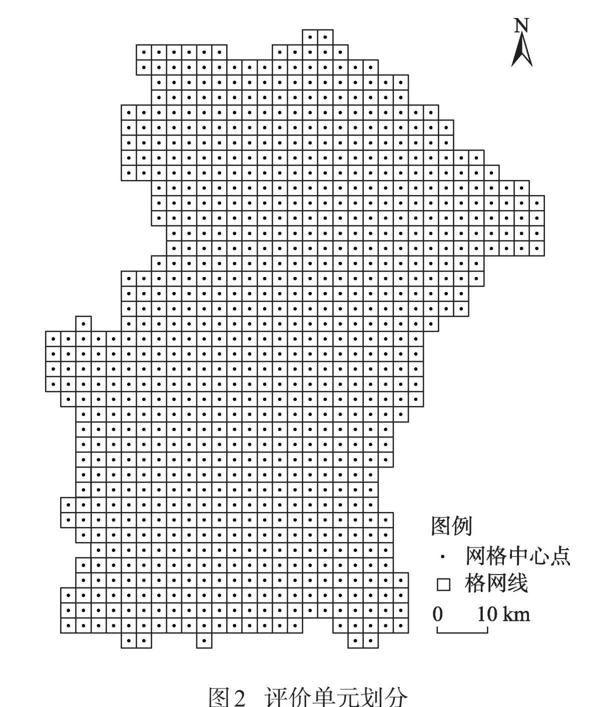


图2　评价单元划分

Fig. 2　Division of evaluation units

观格局结构发生变化的过程[30]，可通过与外界干扰密切相关的景观破碎度指数(C_i)、分离度(N_i)和优势度(D_i)进行表征，本文选取破碎度、分离度和优势度构建景观干扰度指数，其计算公式为：

$$U_i = aC_i + bN_i + cD_i \quad (2)$$

式中：C_i、N_i和D_i分别代表景观破碎度、景观分离度和景观优势度，各指数计算方法参考文献[21]；a、b、c分别为破碎度、分离度和优势度的权重，且$a+b+c=1$，依据相关参考文献[8,21]及专家意见，对3个指标分别赋以0.5、0.3和0.2的权值[31]。

景观易损度指数(V_i)反映了各景观类型在外界干扰下损失程度的大小。在参考相关研究基础上，依据研究区土地利用实际状况，对不同景观类型易损程度进行分级，其由高到低依次为未利用地、林地、草地、水域、耕地、建设用地，而后对其归一化得到其易损度指数[31-32]。

2.3.2 景观适应度指数 景观适应度指数(LAI)是景观在遭受外界干扰时，适应和恢复原有状态的能力，其恢复能力与景观的结构、功能、多样性和分布均匀程度等密切相关[33]。因此，本文选取斑块丰富密度指数(PRD)、香浓多样性指数(SHDI)和香浓均匀度指数(SHEI)构建景观适应性指数，其计算公式为：

$$\mathrm{LAI} = \mathrm{PRD} \times \mathrm{SHDI} \times \mathrm{SHEI} \quad (3)$$

2.3.3 景观脆弱度指数 某一地区的景观生态系统所受到的干扰程度和脆弱程度可用景观脆弱度(LVI)来表示，景观脆弱度指数大小取决于外界干扰强度和自身景观系统生态结构的稳定程度[33]。可通过景观敏感度指数、景观适应度指数计算景观脆弱度指数，其计算公式为：

$$\mathrm{LVI} = \mathrm{LSI} \times (1 - \mathrm{LAI}) \quad (4)$$

2.4 空间自相关分析

空间自相关可以分析研究区脆弱性的空间异质性。本文采用全局空间自相关用来分析研究区生态脆弱性的整体分布情况，采用局部空间自相关来分析研究区生态脆弱性局部空间内的空间变异及指定单元与邻接单元之间的空间相关程度[34]。在给定显著性水平下，Moran's I介于(−1, 1)，其中I值越趋近于1，表示研究单元正相关性越显著；而I值越趋近于−1，则说明负相关性越强；而当I值接近0时，则说明呈空间随机分布状态。其计算公式为：

$$I = \frac{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})\sum_{j \neq 1}^{n} w_{ij}(x_j - \bar{x})}{S^2 \sum_{i=1}^{n}\sum_{i=1}^{n} w_{ij}} \quad (5)$$

$$S^2 = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(x - \bar{x})^2 \quad (6)$$

$$\mathrm{LISA} = \frac{(x_i - \bar{x})}{\sum_i (x_i - \bar{x})^2 / n}\sum_j w_{ij}(x_j - \bar{x}),\ (i \neq j) \quad (7)$$

式中：I为Moran's I指数；x_i和x_j是变量x在邻近单元上的取值；$\bar{x}$为x的平均数；x为n个位置变量的属性值；w_{ij}为空间权重；S为空间权重矩阵各元素之和；LISA为局部空间自相关指数；当LISA > 0表明该局部空间单元内存在空间集聚，LISA < 0则表明该局部空间内存在非相似值的空间集聚。

2.5 空间分异主导因素探测

地理探测器由王劲峰等[35]创建的1种新型空间分异性分析工具，被广泛应用于分析地理要素的空间分异现象。本文借助地理探测器探讨影响研究区生态脆弱性空间分异的主导因素，若某因子和生态脆弱性的强度在空间上具有显著一致性，则说明其对生态脆弱性空间分异格局的形成具有影响。各因子的地理探测力值可表示为：

$$q = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{M} N_h \sigma_h^2}{N\sigma^2} = 1 - \frac{\mathrm{SSW}}{\mathrm{SST}} \quad (8)$$

$$\mathrm{SSW} = \sum_{i=1}^{M} N_h \sigma_h^2,\ \mathrm{SST} = N\sigma^2 \quad (9)$$

式中：q为探测因子X的探测力值，$q \in [0,1]$，q值的大小可探测出影响景观生态脆弱性空间分异的主导因素，q值越大，则X对景观脆弱性分异的影响越大。$i=1, 2, \cdots, M$为变量Y或因子X的分层，即分类或分区；N_h和N分别为层h和全区的单元数；σ_h^2和σ^2分别为层h和全区的Y值方差。SSW和SST分别为层内方差之和和全区总方差。

3 结果与分析

3.1 研究区景观面积变化分析

研究期间，盐池县各类景观类型面积变化较为显著(表1)。从表中可以看出，研究期间盐池县景观类型以草地和耕地为主，两者面积占盐池县总面积的70%以上，其中草地面积呈现出逐年增加的变化趋势，年均变化率为0.82%；而耕地面积则呈现逐年下降的变化趋势，变化率为−1.23%，主要原因是国家实施“退耕还林还草”政策以及盐池县开展的“禁牧封育”工程所导致的。研究期间，林地面积实现持续增长，由2000年的83211.15 hm²增加至2017

表1　2000—2017年盐池县景观面积变化

Tab. 1　Landscape area change of Yanchi County during 2000—2017

年份	项目	耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地
2000	面积/hm^2	214131.27	83211.15	377689.95	9220.58	25777.45	127698.94
	比例/%	25.56	9.93	45.08	1.10	3.08	15.24
2008	面积/hm^2	189927.18	105415.27	412605.18	11267.99	32484.44	86029.31
	比例/%	22.67	12.58	49.25	1.35	3.88	10.27
2017	面积/hm^2	169457.57	123698.84	430485.28	12595.88	46825.93	54665.84
	比例/%	20.23	14.77	51.39	1.50	5.59	6.53
2000—2008	变化率/%	−0.66	1.57	0.54	1.31	1.53	−1.92
2008—2017	变化率/%	−0.63	1.02	0.25	0.69	2.60	−2.14
2000—2017	变化率/%	−1.23	2.86	0.82	2.15	4.80	−3.36

年的123698.84 hm^2，累计增加40487.69 hm^2，年均变化率为2.86%，林地的增加主要得益于生态政策的实施以及“禁牧封育”、防沙治沙和植树造林等生态工程的实施。水域和建设用地面积所占比例较小，分别仅占盐池县总面积的1.10%~1.50%和3.08%~5.59%，但研究期间两者增长速度较快，年均增长率分别为2.15%和4.80%。而未利用地面积研究期间持续下降，由2000年的127698.94 hm^2下降至2017年的54665.84 hm^2，累计减少73033.1 hm^2，其年均变化率为−3.36%，而减少的未利用地主要转变为了草地和林地，这也是草地和林地面积增加的原因之一。

3.2　景观格局变化分析

借助景观格局软件Fragstats 4.2计算得到研究区不同时期景观格局指数(表2、表3)。从表2中看出，2000—2017年，盐池县耕地和未利用地的平均斑块面积下降显著，分别下降16.02%和18.61%，而其边缘密度和斑块密度呈逐年增加态势，表明耕地和未利用地斑块破碎程度在不断增加，人类对耕地、未利用地的利用、干扰程度在不断增强。林地和草地的最大斑块指数不断上升，呈现出与耕地和未利用地变化相反的变化趋势，说明景观中草地和

表2　2000—2017年盐池县景观类型格局指数

Tab. 2　Index of landscape pattern of Yanchi County during 2000—2017

景观类型	年份	斑块密度/块·hm^{-2}	边缘密度/m·hm^{-2}	最大斑块指数/%	平均斑块面积/hm^2
耕地	2000	1.426	14.253	13.157	237.542
	2008	1.539	16.557	11.036	212.375
	2017	1.692	17.952	10.268	199.483
林地	2000	0.563	7.442	0.619	56.593
	2008	0.497	6.129	0.843	62.469
	2017	0.423	5.622	1.236	69.342
草地	2000	2.463	22.649	23.548	204.861
	2008	2.169	19.429	25.529	396.483
	2017	1.837	17.449	27.334	475.252
水域	2000	0.359	6.253	0.816	29.354
	2008	0.372	5.972	0.849	35.559
	2017	0.409	6.128	0.926	39.608
建设用地	2000	0.842	0.573	0.428	47.529
	2008	0.719	0.591	0.627	52.267
	2017	0.568	0.463	0.934	59.346
未利用地	2000	0.423	0.396	0.716	27.689
	2008	0.476	0.463	0.529	25.466
	2017	0.545	0.579	0.337	22.537

表3 2000—2017年盐池县景观格局指数变化

Tab. 3 Landscape pattern index change of Yanchi County during 2000—2017

年份	斑块数/个	面积加权平均形状指数	蔓延度指数	香浓多样性指数	香浓均匀度指数
2000	7647	24.68	59.15	0.91	0.64
2008	7269	21.19	58.49	0.89	0.62
2017	6873	19.43	58.05	0.88	0.61

林地大斑块的优势地位逐年上升，逐渐将零碎的景观斑块吞并和替代，景观格局逐渐趋向于集中的片状分布格局。建设用地平均斑块面积和最大斑块指数增加显著，分别增加1.25倍和2.18倍，但其斑块密度下降明显，表明盐池县城市建设规模不断扩大，建设用地斑块逐渐开始集中分布。由表3可知，研究期间，研究区景观斑块总数由2000年的7647个减少至2017年的6873个，说明景观格局正由破碎、异质和不连续的破碎化向规则、均质和连续的整体转变，景观破碎化程度逐渐好转。而面积加权平均形状指数的下降，进一步说明景观的不规则性和复杂性逐渐降低。蔓延度指数、香浓多样性指数和香浓均匀度指数的下降表明不同景观类型间逐渐具有良好的连接性，景观正朝着均匀化和多样化的格局演变。

3.3 生态脆弱性时空演变特征分析

通过采用空间插值法得到研究区不同时期生态脆弱性空间分布图(图3)。为表征其时空变化特征，本研究使用自然断点法将其划分为低脆弱区、较低脆弱区、中脆弱区、较高脆弱区和高脆弱区5个等级。从图3中可以看出，研究期间，研究区生态脆弱性空间分布格局发生明显变化，整体看来，研究区生态脆弱性呈现出逐年下降的变化趋势，空间上呈现出由东南低、西北高的分布格局，但不同等级之间相互转化差异显著。2000年研究区生态脆弱性主要以高脆弱区和较高脆弱区为主，分别占总面积的19.35%和23.83%，主要分布在盐池县北部的高沙窝镇、花马池镇东部和西北部以及惠安堡镇西部地区，该地区未利用地景观面积大，林地、水域等生态用地面积较小，致使其脆弱性显著。而低脆弱区和较低脆弱区主要分布在盐池县南部麻黄山镇、大水坑镇以及惠安堡镇东南地区。2008年研究区低脆弱区和较低脆弱区面积不断扩大，分别增加3.58%和3.82%，而高脆弱区和较高脆弱区面积则不断缩小，分别下降8.83%和4.15%，该时期研究区脆弱性主要以中等脆弱区为主，该类型区占总面积的28.34%。2017年研究区低等脆弱区和较低脆弱区面积持续增加，脆弱性明显下降，主要以较低脆弱区和中等脆弱区为主，而高脆弱区和较高脆弱区面积仅占总面积的20.46%，研究区脆弱性改善显著。

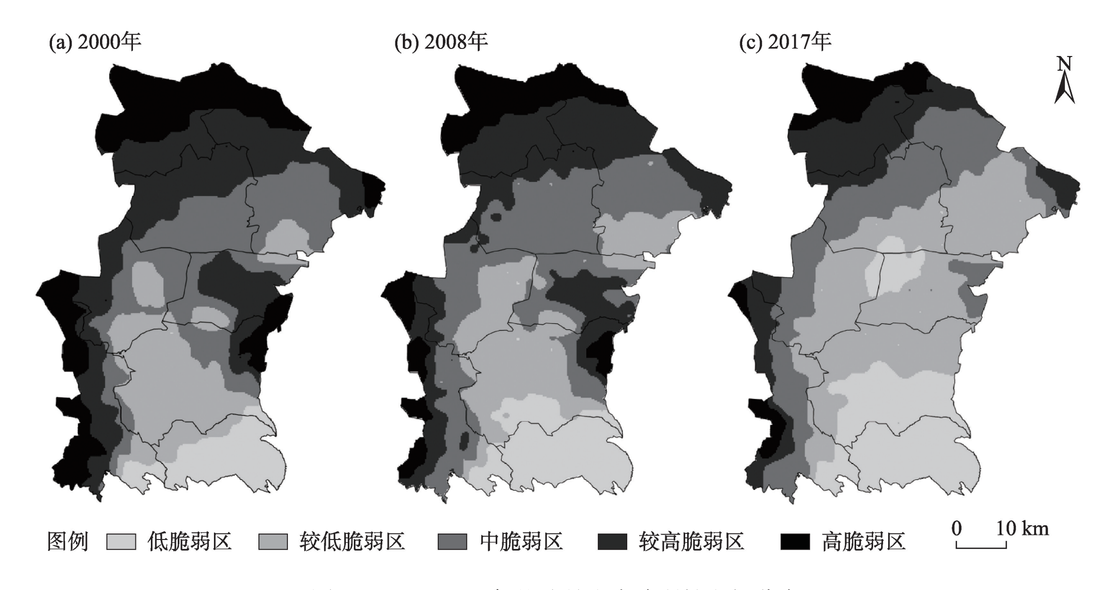


图3 2000—2017年盐池县生态脆弱性空间分布

Fig. 3 Spatial distribution of ecological vulnerability in Yanchi County during 2000—2017

究其原因主要是盐池县积极响应国家实施的"退耕还林还草"政策，同时开展"禁牧封育"工程，有效遏制了滥垦滥伐和过度放牧等生态破坏现象，草地得以恢复，同时加大治沙防沙工程建设，有效地治理了土地沙化。而近年来，在"生态立区"理念的指导下，宁夏不断加大对研究区生态保育与恢复力度，进一步促进了盐池县生态环境质量的提升，林地、水域以及草地等生态用地面积显著增加，生态脆弱性明显改善。

3.4　生态脆弱性空间异质性分析

通过借助Geoda软件对研究区生态脆弱性指数进行空间自相关分析，得到不同时期生态脆弱性Moran's I指数分别为0.562、0.549和0.526，并且均通过正态分布显著性检验，表明研究区生态脆弱性指数呈现出较显著正相关，具有较强的集聚性、存在空间异质性特征。从图4中可以看出，研究区生态脆弱性在空间上呈现出"东南低，西北高"的分布格局。从空间分布格局来看，高-高集聚主要分布在西北地区高沙窝镇、王乐井乡以及花马池镇北部地区，且分布范围逐年下降，该区域未利用地分布广泛，受人类活动干扰较大，生态环境极为脆弱，破坏了景观自身稳定性，景观损失度增加。低-低集聚区主要分布在研究区东南地区的麻黄山乡、大水坑镇、青山乡等地区，且分布范围由东南向西北方向逐年增加，该区域经济发展较为缓慢，主要以农耕经济为主，但随着"退耕还林还草"和"禁牧封育"政策的实施，该区域草地、林地以及水域等面积逐年增加，使得景观连通性增加，破碎度降低，景观内部结构稳定性上升，进而导致生态脆弱性空间异质性降低。区域生态脆弱性与区域景观结构及其分布格局息息相关。因此，本文引入地理探测器模型，探测生态脆弱性与景观格局变化之间的深层次联系，识别区域生态脆弱性的主导因素。

3.5　基于q-statistic的生态脆弱性影响因素分析

为分析研究区生态脆弱性空间异质性影响因素，本文选取能够反映景观格局变化的8项指标，利用SPSS进行离散化聚类分级，采用地理探测器模型对各指标影响研究区生态脆弱性决定力q值进行探测。探测结果显示(表4)，研究期间，各指标对研究区生态脆弱性空间分异决定力q值发生显著变化，从贡献量来看，景观破碎度>景观斑块数>景观优势度>香浓多样性指数>景观易损度>景观分离度>斑块密度指数>香浓均匀度指数。但整体来看，景观斑块数、破碎度、优势度以及香浓多样性指数是影响研究区生态脆弱性空间分异的主要因素。

4　讨论

景观格局是自然生态系统与人类社会经济活动相互作用的综合表现形式，景观格局及其变化特征较好地反映区域生态环境状况。本文基于景观格局指数构建生态脆弱性模型，综合运用格网技术、空间自相关以及地理探测器等方法定量分析了中国北方农牧交错区生态脆弱性时空演变特征及其空间关联性规律以及影响因素，不仅体现了区域生态脆弱性空间异质性，而且有利于分析其空间分布格局及形成机制。虽然生态脆弱性指数是1个相

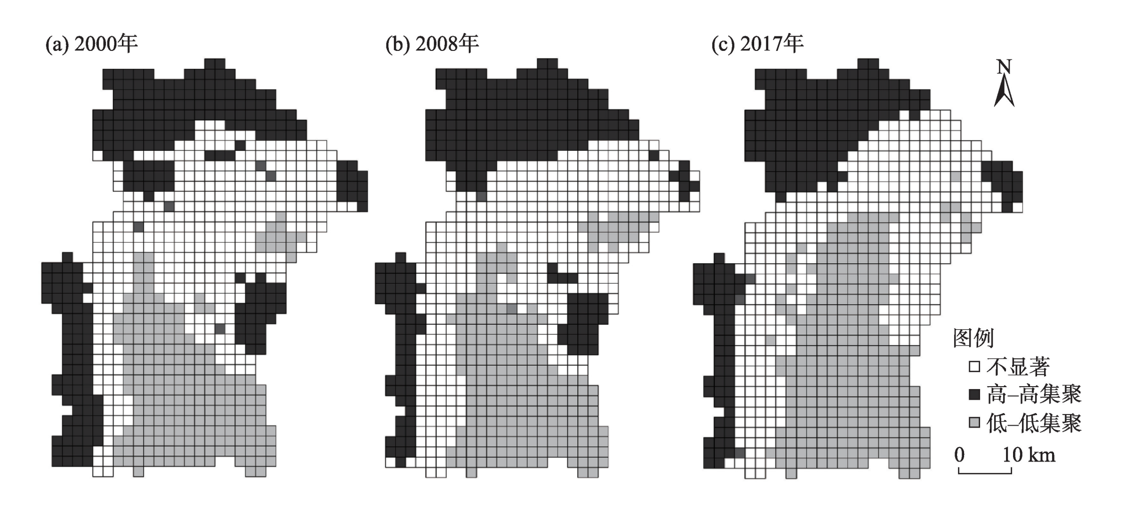


图4　2000—2017年盐池县生态脆弱性LISA空间分布

Fig. 4　Lisa spatial distribution of ecological vulnerability in Yanchi County during 2000—2017

表4 盐池县生态脆弱性影响因素探测q值

Tab. 4 Detection q value of influencing factors of ecological vulnerability in Yanchi County

影响因素	2000年	2008年	2017年
景观斑块数	0.568	0.554	0.561
景观破碎度	0.627	0.593	0.546
景观分离度	0.455	0.376	0.439
景观优势度	0.469	0.522	0.573
景观易损度	0.433	0.416	0.429
香浓多样性指数	0.463	0.522	0.569
香浓均匀度指数	0.326	0.297	0.318
斑块密度指数	0.343	0.357	0.352

对评价值,不具有绝对性,但全球环境变化和人类活动背景下景观格局的逆向演变势必加剧区域生态脆弱性,影响生态环境的可持续发展。而利用多时段的景观信息,结合"3S"技术可以定量的描述区域相对生态脆弱性程度,揭示生态脆弱性的空间分布特征及动态变化过程。

北方农牧交错区作为典型的脆弱区,是多种自然和社会经济因子综合作用的结果[27]。目前,针对鲜有研究北方农牧交错区景观生态脆弱性空间分布特征及其动态变化,大多的是通过自然和社会影响因子构建指标体系进行生态脆弱性的综合评价[36],但受指标体系、评价标准和方法的影响,评价结果存在显著差异,可比性差。景观格局改变生态系统的生态过程,对生态系统结构和功能及其稳定性具有重要影响。从景观格局角度出发分析北方农牧交错区生态脆弱性时空演变特征及其空间关联性和异质性,可为后续综合景观格局和生态过程探讨生态脆弱性奠定坚实的基础,其研究结果可为北方农牧交错区生态保护、生态安全以及生态系统可持续管理提供科学参考依据。

5 结论与对策建议

5.1 结论

研究期间盐池县草地、林地、水域和建设用地面积逐年增加,而耕地和未利用地面积呈下降趋势;景观斑块数减少,破碎度有所缓和,景观格局趋向规则、均质和连续的整体演变;生态脆弱性整体水平不断下降,生态环境质量趋于好转,生态系统稳定性不断增强,空间上呈现出"东南低、西北高"的分布格局。空间自相关结果显示不同时期 Moran's I均大于0.52,且均通过正态分布显著性检验,表明研究区生态脆弱性呈现出较显著正相关,具有较强的集聚性,存在空间异质性特征。通过地理探测器探测发现景观斑块数、景观破碎度、景观优势度以及香浓多样性指数是影响研究区生态脆弱性的主要因素。

5.2 对策建议

研究期间盐池县生态脆弱性虽然呈现出逐年下降的变化趋势,但其整体水平仍不容乐观,地理环境条件决定了其对外界环境变化的影响仍较为敏感,而社会经济转型对生态环境压力依然较大,区域生态环境脆弱问题仍旧突出,因此本文针对不同类型生态脆弱区提出了相应的对策与建议。

研究区高、较高生态脆弱区主要分布在西北部地区,该地区毗邻毛乌素沙地,具有典型的风沙地貌特征,且人类活动较为剧烈,经济发展以工业经济为主,强烈的人类活动以及恶劣的自然环境加剧了区域生态压力,造成严重的生态破坏。因此该区域要加快推进产业结构转型与升级,摆脱依靠能源开采和加工的发展模式,不仅要延伸相关产业发展链条,同时要积极拓宽产业横向发展,寻找替代产业,避免今后发展资源枯竭的窘境。在当前去产能的大环境中,要增加科技投入,推动产业科技革命和技术创新,努力实现能源产业安全、高效、清洁和低碳发展[37]。此外积极开展以恢复地表植被为重点的生态工程建设,不仅可以防风固沙,降低地表侵蚀程度,而且可以减少极端天气带来的自然灾害和防止沙漠化逆转等生态问题。

研究区中生态脆弱区主要分布在研究区中部地区,该地区属于强限制开发区,灌溉农业和草畜产业是该地区发展的主要产业类型,其放牧与养殖

模式、载畜能力、灌溉措施以及不合理的土地利用方式都会造成严重的生态破坏。因此建议政府倡导农户改变自身养殖模式,提高其生态保护意识,树立生态经济发展理念,践行绿色发展。积极推进灌溉技术革新,进行生态环保灌溉。除此之外,积极推进土地流转政策,将土地流转给企业进行统一规划和利用,进行划区轮牧、季节轮牧等管理,不仅可以增加经济效益,提高生态效益,同时可以节省政府对农户土地利用监督和管理的成本。

研究区低和较低生态脆弱区主要分布在研究区东南部地区,该地区属于禁止开发区,人类活动强度较小,生态环境质量较好,主要以种植小杂粮和经济果林为主。该类地区在水土保持的前提下,积极发展农业循环经济,通过政府政策和市场的积极调控,实现政府-企业-农户的有机结合,形成完整的功能性循环经济体系,充分利用农业资源,实现生态环境与农业经济协同可持续发展的良性局面。此外,该地区具有发展生态文化旅游的基础和优势,可以尝试由传统粮食生产向经济型林果业转型,促进果园、农居等乡村朴质生态旅游资源的可持续利用,从而实现农户增收和生态环境保护的"双赢"。

参考文献(References)

[1] 王贝贝, 丁明军, 管琪卉, 等. 基于格网的南昌市生态环境脆弱性评价[J]. 生态学报, 2019, 39(15): 5460-5472. [Wang Beibei, Ding Mingjun, Guan Qihui, et al. Gridded assessment of eco-environmental vulnerability in Nanchang City[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(15): 5460-5472.]

[2] 靳毅, 蒙吉军. 生态脆弱性评价与预测研究进展[J]. 生态学杂志, 2011, 30(11): 2646-2652. [Jin Yi, Meng Jijun. Assessment and forecast of ecological vulnerability: A review[J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(11): 2646-2652.]

[3] 张学玲, 余文波, 蔡海生, 等. 区域生态环境脆弱性评价方法研究综述[J]. 生态学报, 2018, 38(16): 5970-5981. [Zhang Xueling, Yu Wenbo, Cai Haisheng, et al. Review of the evaluation methods of regional eco-environmental vulnerability[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(16): 5970-5981.]

[4] 田亚平, 常昊. 中国生态脆弱性研究进展的文献计量分析[J]. 地理学报, 2012, 67(11): 1515-1525. [Tian Yaping, Chang Hao. Bibliometric analysis of research progress on ecological vulnerability in China[J]. Journal of Geographical Sciences, 2012, 67(11): 1515-1525.]

[5] 陈萍, 陈晓玲. 全球环境变化下人-环境耦合系统的脆弱性研究综述[J]. 地理科学进展, 2010, 29(4): 454-462. [Chen Ping, Chen Xiaoling. Summary on research of coupled human-environment system vulnerability under global environmental change[J]. Progress in Geography, 2010, 29(4): 454-462.]

[6] 刘晶, 刘学录, 侯莉敏. 祁连山东段山地景观格局变化及其生态脆弱性分析[J]. 干旱区地理, 2012, 35(5): 795-805. [Liu Jing, Liu Xuelu, Hou Limin. Mountain landscape pattern changes and ecological vulnerability analysis in the eastern part of Qilian Mountains[J]. Arid Land Geography, 2012, 35(5): 795-805.]

[7] 贾晶晶, 赵军, 王建邦, 等. 基于SRP模型的石羊河流域生态脆弱性评价[J]. 干旱区资源与环境, 2020, 34(1): 34-41. [Jia Jingjing, Zhao Jun, Wang Jianbang, et al. Ecological vulnerability assessment of Shiyang River Basin based on SRP model[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2020, 34(1): 34-41.]

[8] 田鹏, 李加林, 姜忆湄, 等. 海湾景观生态脆弱性及其对人类活动的响应——以东海区为例[J]. 生态学报, 2019, 39(4): 1463-1474. [Tian Peng, Li Jialin, Jiang Yimei, et al. Ecological vulnerability of the bay landscape and its response to human activities: A case study of the East China Sea[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(4): 1463-1474.]

[9] 付刚, 白加德, 齐月, 等. 基于GIS的北京市生态脆弱性评价[J]. 生态与农村环境学报, 2018, 34(9): 830-839. [Fu Gang, Bai Jiade, Qi Yue, et al. Ecological vulnerability assessment in Beijing based on GIS spatial analysis[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(9): 830-839.]

[10] 韩鑫, 刘传胜, 胡江玲, 等. 新疆天山自然遗产地景观格局动态演化及其生态健康评价[J]. 干旱区地理, 2019, 42(1): 195-205. [Han Xin, Liu Chuansheng, Hu Jiangling, et al. Dynamic evolution of landscape pattern and ecological health evaluation of natural heritage sites in Tianshan Mountains, Xinjiang[J]. Arid Land Geography, 2019, 42(1): 195-205.]

[11] 魏晓旭, 赵军, 魏伟, 等. 中国县域单元生态脆弱性时空变化研究[J]. 环境科学学报, 2016, 36(2): 726-739. [Wei Xiaoxu, Zhao Jun, Wei Wei, et al. Spatial and temporal changes of ecological vulnerability per county unit in China[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016, 36(2): 726-739.]

[12] 林金煌, 胡国建, 祁新华, 等. 闽三角城市群生态环境脆弱性及其驱动力[J]. 生态学报, 2018, 38(12): 4155-4166. [Lin Jinhuang, Hu Guojian, Qi Xinhua, et al. Ecological environmental vulnerability and its driving forces in urban agglomeration in the Fujian Delta Region[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(12): 4155-4166.]

[13] 田海宁. 汉中市生态脆弱性评价及空间分布规律研究[J]. 中国农业资源与区划, 2017, 38(3): 148-152. [Tian Haining. The ecological vulnerability assessment and spatial distribution of Hanzhong City[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2017, 38(3): 148-152.]

[14] 王群, 银马华, 杨兴柱, 等. 大别山贫困区旅游地社会-生态系统脆弱性时空演变与影响机理[J]. 地理学报, 2019, 74(8): 1663-1679. [Wang Qun, Yin Mahua, Yang Xingzhu, et al. Spatio-

temporal evolution and impact mechanism of socio-ecological system vulnerability in poor mountainous tourist distinations: Taking Dabie Mountain Area as example[J]. Acta Geographica Sinica, 2019, 74(8): 1663−1679.]

[15] 赵越, 罗志军, 李雅婷, 等. 赣江上游流域景观生态风险的时空分异——从生产−生活−生态空间的视角[J]. 生态学报, 2019, 39(13): 4676−4686. [Zhao Yue, Luo Zhijun, Li Yating, et al. Study of the spatial-temporal variation of landscape ecological risk in the upper reaches of the Ganjiang River Basin based on the "production-living-ecological space"[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(13): 4676−4686.]

[16] Focks A, Ter H M, Erik V D B, et al. Integrating chemical fate and population-level effect models for pesticides at landscape scale: New options for risk assessment[J]. Ecological Modelling, 2014, 280: 102−116.

[17] Zhang W Q, Shan B Q, Li J, et al. Characteristics, distribution and ecological risk assessment of phosphorus in surface sediments from different ecosystems in eastern China: A ^{31}P-nuclear magnetic resonance study[J]. Ecological Engineering, 2015, 75: 264−271.

[18] 王媛, 周长威. 黔中城市群景观生态安全格局构建[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(9): 1111−1117. [Wang Yuan, Zhou Changwei. Landscape ecological security pattern in central Guizhou urban agglomeration[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(9): 1111−1117.]

[19] 李冲, 张璇, 吴一帆, 等. 京津冀生态屏障区景观格局变化及其对水源涵养的影响[J]. 中国环境科学, 2019, 39(6): 2588−2595. [Li Chong, Zhang Xuan, Wu Yifan, et al. Landscape pattern change of the ecological barrier zone in Beijing-Tianjin-Hebei region and its impact on water conservation[J]. China Environmental Science, 2019, 39(6): 2588−2595.]

[20] 董雅雯, 佘济云, 陈冬洋, 等. 基于景观格局及生态敏感性的三亚市景观脆弱度研究[J]. 西南林业大学学报, 2016, 36(4): 103−108. [Dong Yawen, She Jiyun, Chen Dongyang, et al. Landscape vulnerability analysis of Sanya City based on the landscape pattern and ecological sensibility[J]. Journal of Southwest Forestry University, 2016, 36(4): 103−108.]

[21] 王鹏, 王亚娟, 刘小鹏, 等. 基于景观结构的生态移民安置区生态风险评价——以宁夏红寺堡区为例[J]. 生态学报, 2018, 38(8): 2672−2682. [Wang Peng, Wang Yajuan, Liu Xiaopeng, et al. Ecological risk assessment of an ecological migrant resettlement region based on landscape structure: A case study of Hongsibu in Ningxia[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(8): 2672−2682.]

[22] Sati P V. Landscape vulnerability and rehabilitation issues: A study of hydropower projects in Garhwal region, Himalaya[J]. Natural Hazards, 2015, 75(3): 2265−2278.

[23] Thomas M F. Landscape sensitivity in time and space: An introduction[J]. Catena, 2001, 42(2): 2265−2278.

[24] 孙鸿超, 张正祥. 吉林省松花江流域景观格局脆弱性变化及其驱动力[J]. 干旱区研究, 2019, 36(4): 1005−1014. [Sun Hongchao, Zhang Zhengxiang. Change of landscape pattern vulnerability in the Songhua River Basin in Jilin Province and its driving forces[J]. Arid Zone Research, 2019, 36(4): 1005−1014.]

[25] 邹君, 刘媛, 谭芳慧, 等. 传统村落景观脆弱性及其定量评价——以湖南省新田县为例[J]. 地理科学, 2018, 38(8): 1292−1300. [Zou Jun, Liu Yuan, Tan Fanghui, et al. Landscape vulnerability and quantitative evaluation of traditional villages: A case study of Xintian County, Hunan Province[J]. Scientia Geographica Sinica, 2018, 38(8): 1292−1300.]

[26] 李文龙, 石育中, 鲁大铭, 等. 北方农牧交错带干旱脆弱性时空格局演变[J]. 自然资源学报, 2018, 33(9): 1599−1612. [Li Wenlong, Shi Yuzhong, Lu Daming, et al. The spatio-temporal evolution of drought vulnerability in the ecotone between agriculture and animal husbandry in the north of China[J]. Journal of Natural Resources, 2018, 33(9): 1599−1612.]

[27] 李旭亮, 杨礼箫, 田伟, 等. 中国北方农牧交错带土地利用/覆盖变化研究综述[J]. 应用生态学报, 2018, 29(10): 3487−3495. [Li Xuliang, Yang Lixiao, Tian Wei, et al. Land use and land cover change in agro-pastoral ecotone in northern China: A review[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, 29(10): 3487−3495.]

[28] David M, Yang Z Q, Waeern B C, et al. A forest vulnerability index based on drought and high temperatures[J]. Remote Sensing of Environment, 2016, 173: 314−325.

[29] 张金茜, 李红瑛, 曹二佳, 等. 多尺度流域生态脆弱性评价及其空间关联性——以甘肃白龙江流域为例[J]. 应用生态学报, 2018, 29(9): 2897−2906. [Zhang Jinqian, Li Hongying, Cao Erjia, et al. Assessment of ecological vulnerability in multi-scale and its spatial correlation: A case study of Bailongjiang Watershed in Gansu Province, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, 29(9): 2897−2906.]

[30] 韩振华, 李建东, 殷红, 等. 基于景观格局的辽河三角洲湿地生态安全分析[J]. 生态环境学报, 2010, 19(3): 701−705. [Han Zhenhua, Li Jiandong, Yin Hong, et al. Analysis of ecological security of wetland in Liaohe River delta based on the landscape pattern[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2010, 19(3): 701−705.]

[31] 李加林, 徐谅慧, 杨磊, 等. 浙江省海岸带景观生态风险格局演变研究[J]. 水土保持学报, 2016, 30(1): 293−299. [Li Jialin, Xu Lianghui, Yang Lei, et al. Study on spatial pattern changes of landscape ecological risk on coastal zone of Zhejiang Province[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2016, 30(1): 293−299.]

[32] 王鹏, 刘小鹏, 王亚娟, 等. 黄土丘陵沟壑区生态移民过程及其生态系统服务价值评价——以宁夏海原县为例[J]. 干旱区地理, 2019, 42(2): 433-443. [Wang Peng, Liu Xiaopeng, Wang Yajuan, et al. Eco-immigration process and evaluation of ecosystem service value in hilly and gully regions of the Loess Plateau: Taking Haiyuan County in Ningxia as an example[J]. Arid Land Geography, 2019, 42(2): 433−443.]

[33] 李帅, 马文超, 顾艳文, 等. 宁夏黄河流域景观破碎化时空变化特征[J]. 生态学报, 2016, 36(11): 3312−3320. [Li Shuai, Ma Wenchao, Gu Yanwen, et al. Analysis of spatial-temporal changes in landscape fragmentation in the Ningxia Yellow River Valley[J].

Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(11): 3312−3320.]

[34] 文琦, 施琳娜, 马彩虹, 等. 黄土高原村域多维贫困空间异质性研究——以宁夏彭阳县为例[J]. 地理学报, 2018, 73(10): 1850−1864. [Wen Qi, Shi Linna, Ma Caihong, et al. Spatial heterogeneity of multidimensional poverty at the village level: Loess Plateau [J]. Acta Geographica Sinica, 2018, 73(10): 1850−1864.]

[35] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望[J]. 地理学报, 2017, 72(1): 116−134. [Wang Jinfeng, Xu Chengdong. Geodetector: Principle and prospective[J]. Acta Geographica Sinica, 2017, 72(1): 116−134.]

[36] 任志远, 张晗. 银川盆地土地利用变化对景观格局脆弱性的影响[J]. 应用生态学报, 2016, 27(1): 243−249. [Ren Zhiyuan, Zhang Han. Effects of land use change on landscape pattern vulnerability in Yinchuan Basin, northwest China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2016, 27(1): 243−249.]

[37] 陈勇, 周立华, 王伟伟, 等. 典型沙漠化逆转区人地系统脆弱性及其障碍因子[J]. 中国沙漠, 2020, 40(4): 63−70. [Chen Yong, Zhou Lihua, Wang Weiwei, et al. Human-land system vulnerability and obstacle factors in typical desertification reversal areas[J]. Journal of Desert Research, 2020, 40(4): 63−70.]

Spatiotemporal evolution pattern and driving factors of ecological vulnerability in agro-pastoral region in northern China: A case of Yanchi County in Ningxia

HUANG Yue[1], CHENG Jing[2], WANG Peng[2]

(1. Department of Science and Technology, Ningxia University, Yinchuan 750021, Ningxia, China;
2. School of Resources and Environment, Ningxia University, Yinchuan 750021, Ningxia, China)

Abstract: Ecological vulnerability is a current focus of research on global environmental changes and regional sustainable development, as well as of research on ecological civilization construction and green development. In this study, Yanchi County in Ningxia, which is an agro-pastoral area in northern China, was taken as an example. Three remote sensing datasets were collected from 2000 to 2017, and the landscape pattern index method, grid technology, spatial autocorrelation analysis, and geographic detector models were used to assess the ecological vulnerability of the study area. The temporal and spatial patterns and their driving factors were evaluated comprehensively. The results showed that, during the study period, the landscape of Yanchi County was dominated by grassland and cultivated land. Together, the two land types accounted for more than 70% of the total study area. The grassland increased in area each year at an average annual rate of 0.82%. The farm land and unused land decreased in area by 44673.7 and 73033.1 hm^2, respectively. The woodland, water, and construction land types increased rapidly in area at average annual rates of 2.86%, 2.15%, and 4.80%, respectively. The number of patches of landscape in the study area decreased over time; the degree of fragmentation decreased, and the different land types had good connectivity. Generally, the land types showed regular and continuous evolution, and the ecological vulnerability of the study area decreased each year. Ecologically fragile areas were mainly distributed in Gaoshawo Town and Huamachi Town in the north and Hui'anbu Town in the west. Less ecologically fragile areas were mainly distributed in Mahuangshan Town, Dashuikeng Town, and Qingshan Township in the southeast. The less ecologically fragile area was continuously distributed from southeast to northwest, and the spatial autocorrelation Moran's *I* was greater than 0.52, which indicates a positive correlation and represents significant agglomeration and heterogeneity. The results indicated that the number of landscape patches, landscape fragmentation, landscape dominance, and Shannon diversity index are the main influencing factors that affect the spatial heterogeneity of ecological vulnerability in the study area.

Key words: ecological vulnerability; spatiotemporal evolution; spatial autocorrelation; geographic detector; farming pastoral ecotone in north China